基于活力-组织力-恢复力的黑河源区高寒湿地景观生态健康评估

孙玮婕[1,2]，　乔　斌[1,2,3]，　于红妍[4,5]，　赵　彤[1,2]，　陈　奇[1,2]

（1. 青海省防灾减灾重点实验室，青海　西宁　810001；2. 青海省气象科学研究所，青海　西宁　810001；3. 兰州大学资源环境学院，冰川与沙漠研究中心，甘肃　兰州　730000；4. 青海省祁连山自然保护区管理局，青海　西宁　810008；5. 祁连山国家公园青海服务保障中心，青海　西宁　810008）

摘　要： 黑河源国家湿地公园作为典型高寒河源湿地，其生态系统健康状况是衡量高寒湿地当前及未来发展状态的重要依据。本研究基于土地利用数据，引入景观生态脆弱性指数，从生态系统活力、组织力、恢复力和生态系统服务价值4个方面构建高寒湿地生态健康综合评价体系，定量评估2014—2021年黑河源区生态健康时空变化特征。结果表明：（1）草地是黑河源区最主要的土地利用类型，高、中和低覆盖度草地呈镶嵌式分布；其次是未利用地，主要分布在河流两岸及西北部。（2）黑河源区以低脆弱区和较低脆弱区面积为主，整体景观生态脆弱性较低。（3）黑河源区以健康和中等健康为主，整体生态环境健康水平较高。综合来看，黑河源区2014—2021年生态系统较为健康，今后黑河源区应该以生态功能为主，兼顾牧业生产，保证生态系统朝着“生态和谐”的健康方向发展。

关键词： 高寒湿地；景观指数；生态健康；土地利用；VOR模型；黑河源区

祁连山是石羊河、黑河、北大河、疏勒河、党河等内流河水系发源地[1]，拥有独特的高寒河源湿地生态系统，其对全球气候变化更具敏感性，对维护青藏高原东北部生态平衡、维持河西走廊绿洲稳定、保障北方地区生态安全具有重要意义。当前，河源湿地出现不同程度退化，生态系统呈现不平衡状态[2-3]，对高寒河源湿地生态系统健康现状进行评估已成为当务之急。开展高寒河源湿地生态系统健康评价不仅是衡量区域生态系统稳定性、气候变化敏感性的重要指标[4-5]，也可以更好地把握当前湿地生态系统状态及未来生态环境演化方向，从而为高寒河源湿地生态保育提供一定科学参考。生态系统健康是指生态系统随着时间推移，在受到外界胁迫时，拥有的自我调节和恢复的能力[6-7]。近年来，生态系统健康评价主要是从主观层面的物种指示法和宏观层面的指标体系法两个方面进行[8]，而指标体系法能够使区域生态健康得到更全面且客观的评估效果，因而在区域生态安全评价、流域生态质量诊断等方面更具有广泛应用性。目前，利用指标体系法进行生态系统健康评价的模型主要有：压力-状态-响应模型（PSR模型）[9-10]、活力-组织力-恢复力模型（VOR模型）[11]、驱动力-压力-状态-影响-响应模型（DPSIR模型）[12]等。其中，活力-组织力-恢复力模型（Vigor-Organization-Resilience，VOR）是Rapport等[13]提出从生态系统活力（Vigor，V）、组织力（Organization，O）和恢复力（Resilience，R）3个方面反映区域生态健康状态的模型，该模型能够从定量、客观角度开展区域尺度生态健康评价，且活力、组织力、恢复力均为状态值，对小区域的评价结果更合理、更有效[14]。该模型在汶川地震重灾区[15]、辽河流域[16]、三峡库区[17]和福州市[18]等区域生态健康评价中广泛应用。黑河源国家湿地公园（简称“黑河源区”）作为青藏高原高寒河源湿地生态系统的典型代表，湿地生态景观独特、完整

收稿日期： 2023-03-08；　**修订日期：** 2023-11-01
基金项目： 第二次青藏高原科考项目（2019QZKK0105）；国家自然科学基金项目（41961012，U21A2021）；祁连山国家公园（青海片区）高寒湿地监测及保护恢复项目（QHTX-2020-040）
作者简介： 孙玮婕（1995-），女，硕士，助理工程师，主要从事生态遥感监测研究. E-mail: Jer_2007@126.com
通讯作者： 乔斌. E-mail: 8807qiaobin@163.com

性较好,在区域生态环境中发挥着重要的生态效益和功能[19],而目前对黑河源区生态健康的研究相对较少,因此,对高寒河源湿地景观生态健康评估是一次有意义的尝试性工作,能够了解河源湿地生态系统结构和功能状况、生态系统面临的压力以及生态系统所产生的反应,同时也决定着其未来湿地的保护和价值。本研究以黑河源区为研究对象,以高分一号为数据源,基于2014—2021年土地利用解译数据及景观生态格局指数,通过VOR模型从生态系统活力、组织力、恢复力和生态系统服务价值(ESV)4个方面构建了生态健康评价指标,分析和研究黑河源区生态健康现状及其动态变化规律,揭示高寒湿地生态健康变化过程,以期成为河源湿地生态保育修复的智库支撑,并为生态系统服务与人类福祉提供科学保障。

1 研究区概况

黑河源国家湿地公园地处青海省东北部、青藏高原边缘,位于青海省海北藏族自治州祁连县西北部野牛沟乡境内,是祁连县及其中下游地区重要水源地,也是祁连县乃至青海省东北部、甘肃省及内蒙古自治区重要生态屏障,维护着区域水生态安全。地理坐标为38°30′31″~38°41′50″N,99°02′34″~99°06′31″E,地势东南低、西北高,海拔3286~4049 m,黑河源头为八一冰川(图1)。气候类型为半高寒山区气候,年平均气温为-1.2 ℃,年降水量为382.6 mm,年蒸发量为1364.9 mm[20]。黑河源区总面积为63935.62 hm²,划分为生态保育区、恢复重建区、合理利用区和管理服务区4个功能区。

2 研究内容

2.1 数据源

本研究从中国资源卫星应用中心(https://data.cresda.cn/#/home)获取高分一号(GF1_WFV)16 m空间分辨率,2014年和2021年7—8月时间尺度遥感影像为数据源。根据研究区土地资源特征和研究目标,结合野外实际考察,把研究区土地利用/覆被类型划分为灌木林、草地(高覆盖度草地、中覆盖度草地、低覆盖度草地)、水域、建设用地、未利用地5类。经Kappa系数检验和野外实地考察验证,精度满足研究需要。

2.2 研究方法

2.2.1 土地利用分类 随机森林(Random forests)机器学习方法是2001年由Breiman Leo提出的一种基于bagging框架的决策树模型[21],能够得到较高分类精度。依据土地利用分类标准建立解译标志库,通过解译标志进行人机交互式解译,提取遥感影像土地利用信息,最后通过野外验证完成土地利用分类。

2.2.2 景观生态指数 景观格局及其变化受到自然与人为因素共同作用,是一定区域生态环境体系的综合反映。为更恰当描述黑河源区土地利用变化带来的景观生态效应,本研究通过Fragstats 4.2软件和表1计算2014年和2021年斑块丰富密度指数

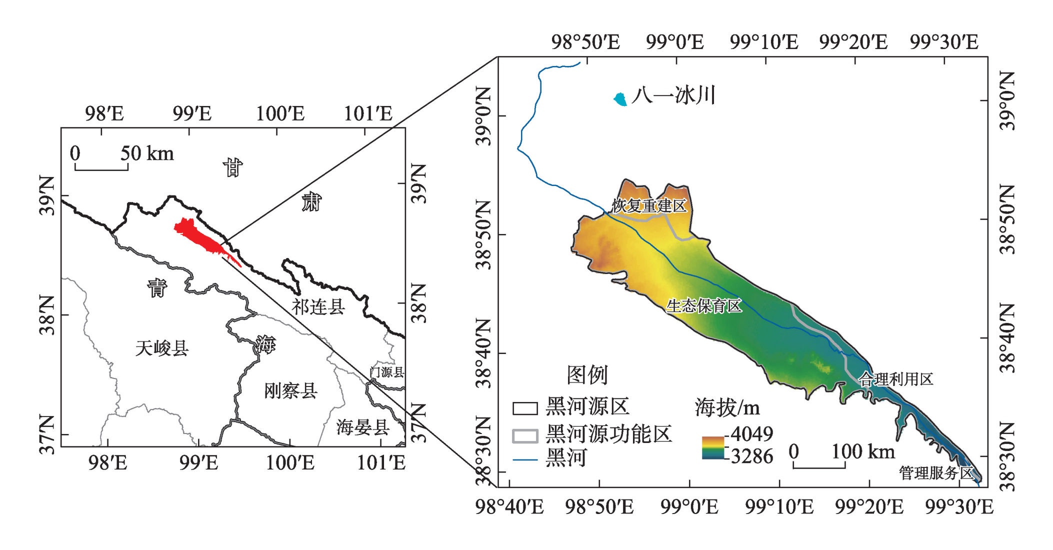


图1 研究区概况

Fig. 1 Overview of the study area

表1　景观生态指数公式及意义

Tab. 1　The formula and significance of landscape ecological index

景观格局指数	公式	参数意义
景观适应度(LAI)	$LAI=\mathrm{PRD}\times\mathrm{SHEI}\times\mathrm{SHDI}$ $\mathrm{PRD}=10^6\times\frac{m}{A}$ $\mathrm{SHDI}=-\sum_{i=1}^{k}P_i\times\ln(P_i)$ $\mathrm{SHEI}=-\frac{1}{\ln m}\times\sum_{i=1}^{m}(P_i\times\ln P_i)$	PRD 表示斑块丰富度指数;SHDI 表示香农多样性指数;SHEI 表示香农均匀度指数。 P_i 表示斑块类型 i 占面积比;m 表示景观中斑块类型的总数;k 表示景观斑块的个数
景观干扰度(U_i)	$U_i=aC_i+bF_i+cD$ $C_i=\frac{N_i}{A_i}$ $F_i=\frac{A}{2A_i}\sqrt{\frac{N_i}{A_i}}$ $D=\frac{2\ln(P/4)}{\ln(A)}$	C_i 表示景观破碎度指数;F_i 表示景观分维度指数;D 表示景观分离度指数。 A_i 表示土地利用类型 i 的面积;N_i 表示土地利用类型 i 的斑块个数;P 表示斑块周长;A 表示斑块面积。a、b、c 表示相应景观指数的权重,$a+b+c=1$
景观易损度(V_i)	专家咨询法并归一化获得	表示不同生态系统的易损性,生态系统的脆弱性与其在景观自然演替过程中所处的阶段有关。通常,未利用地取值为7,林地、草地取值为5,建设用地、水域取值为1
景观敏感度(LSI)	$LSI=\sum_{i=1}^{n}\frac{A_{ki}}{A_k}U_i\times V_i$	n 为景观类型数量;i 为某一景观类型;A_{ki} 表示第 k 个小区域内第 i 类景观类型在网格内所占面积;A_k 为第 k 个小区域的面积
景观格局脆弱性(LSV)	$LSV=LSI\times(1-LAI)$	LSI 表示景观敏感度指数;LAI 表示景观适应度指数
景观功能脆弱性(LFV)	$LFV=\sum_{i}^{m}\frac{A_i}{A}\times ESV_i$	A_i 表示第 i 类景观类型在网格内所占面积;m 表示景观类型数量;A 表示网格面积;ESV_i 表示第 i 类景观类型生态系统服务
景观生态脆弱性(LEV)	$LEV=\sqrt{LSV\times LFV}$	LSV 表示景观格局脆弱性;LFV 表示景观功能脆弱性

(PRD)、香农多样性指数(SHDI)、香农均匀度指数(SHEI)、景观破碎度指数(C_i)、景观干扰度(U_i)、景观格局脆弱性(LSV)等景观格局指数。

2.2.3　黑河源区生态健康评价指标体系的构建　由于自然因素是影响祁连山地区生态系统质量的主要因素[22],且黑河源区因受人为影响相对较小,因此,本研究主要从自然因素方面构建黑河源区生态健康评价指标体系(表2)。活力(V)指生态系统的能量输入和营养循环容量,选取归一化植被指数(NDVI)得到黑河源区活力值。组织力(O)以生态系统复杂性来表述,选取景观生态脆弱性、植被覆盖度和平均斑块面积3种指标获得黑河源区组织力值,景观生态脆弱性表示在受到自然或人为因素干扰下,景观格局与生态过程相互作用的脆弱性[23-24],

表2　黑河源区生态系统健康评价指标体系

Tab. 2　Evaluation index system of ecosystem health in the Heihe River source area

目标层	准则层	指标层	指标计算方法	参数意义	指标类型
黑河源区生态系统健康评价	活力	归一化植被指数(NDVI)	$\mathrm{NDVI}=\frac{\mathrm{NIR}-\mathrm{RED}}{\mathrm{NIR}+\mathrm{RED}}$	NIR 为近红外波段;RED 为红外波段	积极
	组织力	植被覆盖度(FVC)	$FVC=\frac{\mathrm{NDVI}-\mathrm{NDVI}_{soil}}{\mathrm{NDVI}_{veg}-\mathrm{NDVI}_{soil}}$	NDVI_{soil} 为完全裸土或无植被覆盖像元的 NDVI 值;NDVI_{veg} 为完全被植被覆盖像元的 NDVI 值	积极
		景观生态脆弱性(LEV)	根据表1进行计算	–	消极
		平均斑块面积(MPS)	$MPS=\frac{A}{N}\times10^6$	A 为斑块总面积;N 为斑块总数	积极
	恢复力	海拔(DEM)	–	–	消极
		生态系统弹性度(E)	$E=\sum_{i=1}^{n}(P_iR_i)$	P_i 为景观类型 i 所占面积比;R_i 为景观 i 的生态弹性度分值;n 为景观类型数量	积极
	生态系统服务价值	生态系统服务价值(EVS)	利用价值当量法计算不同土地类型单位面积的生态系统服务价值	–	积极

景观生态脆弱性指数越低说明景观生态系统越稳定，受破坏程度越低；景观生态脆弱性指数越高说明景观生态系统越不稳定，越容易受到其他因素影响，也越容易被破坏。平均斑块面积表示所有斑块面积的平均值，能够直观反映景观异质性。恢复力（R）指生态系统在受到外界干扰情况下能够自我调节并恢复的能力，选取海拔和生态弹性度获取黑河源区恢复力值。生态系统服务价值表示通过货币化方法，表征人类直接或间接从生态系统服务功能中获得的收益价值[19]。

2.2.4 黑河源区生态健康评价指标权重的确定

（1）标准化处理

由于各评价指标之间存在一定差异，无法直接进行生态健康评价，从而需要对各指标进行归一化处理，将各类指标范围处于0~1之间，计算公式如下：

积极健康意义指标：

$$Y=\frac{X-X_{min}}{X_{max}-X_{min}} \tag{1}$$

消极健康意义指标：

$$Y=\frac{X_{max}-X}{X-X_{min}} \tag{2}$$

式中：Y 为标准化后的结果值，范围为[0,1]；X 为样本值；X_{max} 为样本最大值；X_{min} 为样本最小值。

（2）熵值法

通过层次分析法等专家打分方法确定的指标权重具有较大主观性及不确定性，因此，本研究选择熵值法来确定各个指标的权重值[25]，减少主观判断对指标权重的影响。

2.2.5 黑河源区景观生态健康评价模型 本研究基于活力、组织力、恢复力和生态系统服务价值4个评估因子，构建黑河源区生态系统健康指数，公式如下：

$$EHI=\sqrt[4]{V\times O\times R\times ESV} \tag{3}$$

式中：EHI 为生态系统健康指数；V、O、R 和 ESV 分别为活力、组织力、恢复力和生态系统服务价值。

2.2.6 黑河源区景观生态健康等级划分 生态系统健康评价指数（EHI）值在0~0.17之间，结合黑河源区现状，在ArcGIS中将黑河源区生态系统健康评价指数划分为5个等级（表3）。

表3 景观生态健康等级划分及意义

Tab. 3 Classification and significance of landscape ecological health levels

健康等级	健康水平	生态功能
一级（≥0.13）	很健康	完好
二级[0.10~0.13）	健康	健康
三级[0.07~0.10）	中等健康	亚健康
四级[0.04~0.07）	不健康	轻度病态
五级（<0.04）	恶化	病态

3 结果与分析

3.1 黑河源区土地利用空间分布及转移变化

2014—2021年草地（高覆盖度草地、中覆盖度草地、低覆盖度草地）是黑河源区最主要土地利用类型（图2），占总面积一半以上，高覆盖度草地、中

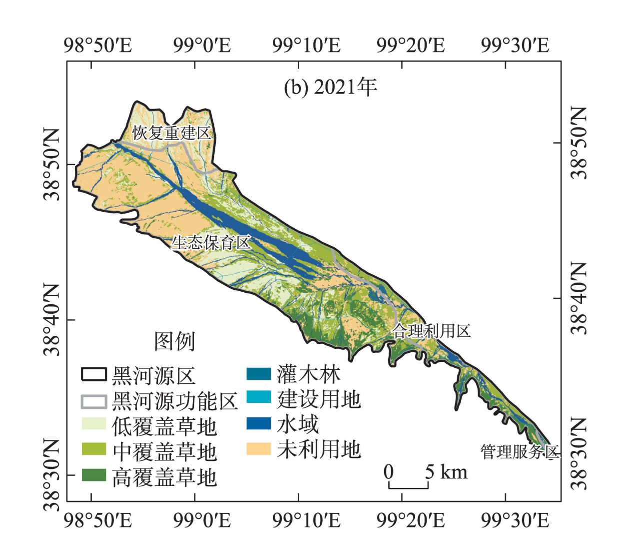


图2 黑河源区土地利用空间分布

Fig. 2 Spatial distribution of land use in the Heihe River source area

覆盖度草地、低覆盖度草地呈镶嵌式分布格局。2021年高、中、低覆盖度草地分别为119.53 km²、160.52 km²、65.84 km²,分别占黑河源区总面积18.7%、25.1%和10.4%;其次为未利用地,未利用地主要包含湿地等类型,面积达205.57 km²,占总面积的32.13%,主要分布在河流两岸地带及黑河源区西北部,且从2014—2021年黑河源区西北部未利用地面积在空间分布上呈增大趋势;其他土地利用类型面积占比相对较少。根据2014—2021年土地利用转移矩阵分析黑河源区土地类型相互转化(图3)可知,在转出方面,中覆盖度草地是最主要的转出类型,中覆盖度草地转出为未利用地的面积占中覆盖度草地转出总面积的46.9%,转出为低覆盖度草地占中覆盖度草地转出总面积的33.5%;其次是高覆盖度草地转化为中覆盖度草地和未利用地所占比例最大,转化面积分别为18.43 km²和13.49 km²;未利用地转出为中覆盖度草地的面积也较大,面积为18.61 km²,其余土地类型转出面积均较小。在转入方面,未利用地是最主要转入类型,转入未利用地的主要类型是中覆盖度草地和高覆盖度草地,分别占转入未利用地总面积的65.7%和21.6%;其次是中覆盖度草地,转入为中覆盖度草地的土地类型中高覆盖度草地和未利用地的面积分别为18.43 km²和18.61 km²;低覆盖度草地的转入类型主要是中覆盖度草地;其他土地利用类型的转入变化相对较小。

3.2　黑河源区景观生态脆弱性

将黑河源区景观生态脆弱性指数标准化后划分为:低脆弱区(≤0.20)、较低脆弱区(0.20~0.40)、中等脆弱区(0.40~0.60)、较高脆弱区(0.60~0.80)和高脆弱区(≥0.80)5个等级。根据黑河源区景观生态脆弱性空间分布(图4)可知,2014—2021年黑河源区总体景观生态脆弱性指数均处于低脆弱区,表

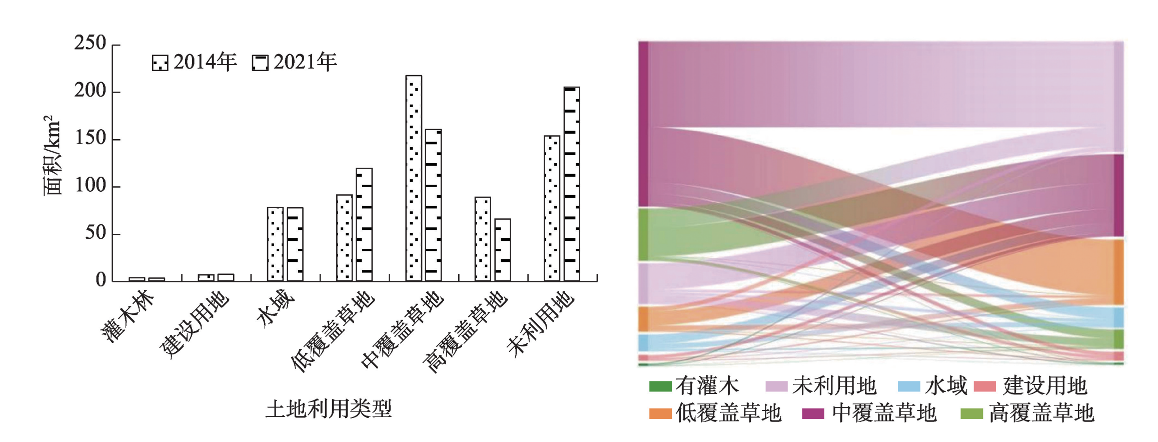


图3　2014—2021年黑河源区土地利用面积变化及变化转移矩阵

Fig. 3　Land use change transfer matrix in the Heihe River source area from 2014 to 2021

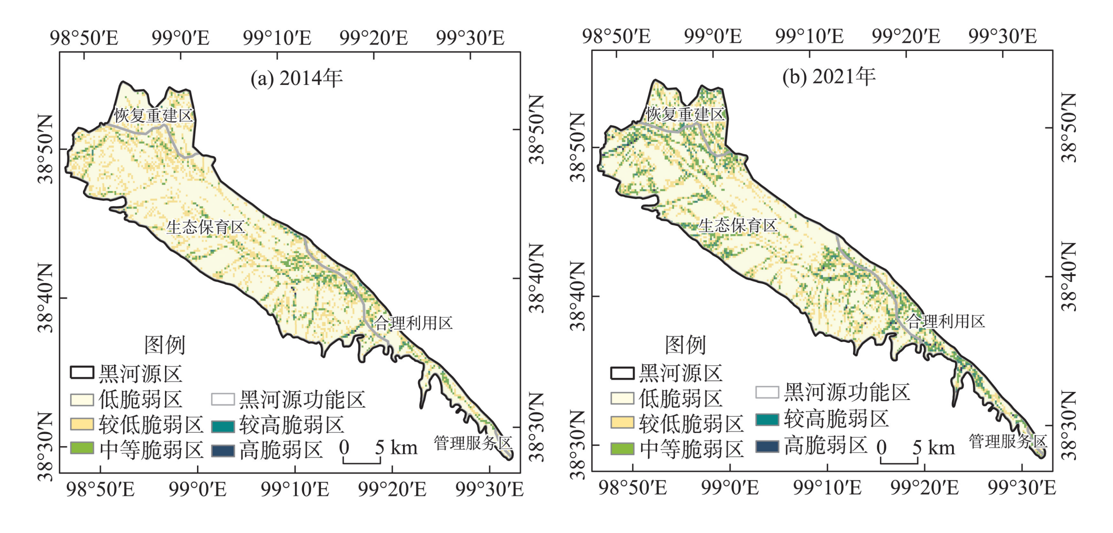


图4　黑河源区景观生态脆弱性空间分布

Fig. 4　Spatial distribution of ecological vulnerability in the Heihe River source area

明黑河源区景观生态处于较为稳定状态。2014—2021年黑河源区均以低脆弱区面积为主,2014年低脆弱区占黑河源区总面积的67.9%,2021年低脆弱区面积占总面积的60.2%,2021年低脆弱区和较低脆弱区面积相较于2014年分别减少7.7%、1.2%,中等脆弱区、较高脆弱区和高脆弱区面积有不同程度增长(图5)。

从不同功能区来看,2014—2021年各功能区景观生态脆弱性指数均有增长(表4),2014—2021年4个功能区均处于低脆弱区或较低脆弱区,至2021年生态保育区仍处于低脆弱区,但恢复重建区、合理利用区和管理服务区均由低脆弱区增长为较低脆弱区。2014—2021年生态保育区景观生态脆弱性指数一直处于最低,而管理服务区一直处于最高。

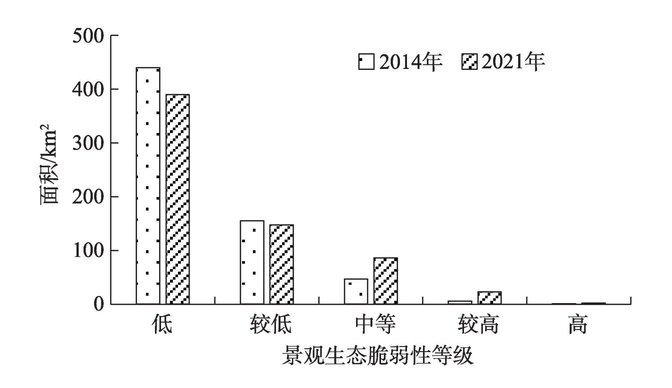


图5 黑河源区景观生态脆弱性面积对比

Fig. 5 Area comparison of ecological vulnerability in the Heihe River source area

3.3 黑河源区子系统景观生态健康

3.3.1 黑河源区景观生态系统活力 2014—2021年黑河源区健康水平和中等健康水平区域分布较广泛(图6),生态保育区东南边缘均分布有很健康水平区域,西北部生态系统活力提升至以健康水平为主,东部及河流东侧生态系统活力由健康水平降至中等健康水平;合理利用区均呈以健康水平和中等健康水平为主的分布格局;恢复重建区中等健康水平区域有所增加,增加7.69 km²(图7)。管理服务区不同等级区域在空间分布上未发生明显变化。总之,2014—2021年黑河源区生态系统活力均以健康和中等健康水平为主,生态系统活力值变化较小,活力较为稳定。

3.3.2 黑河源区景观生态系统组织力 2014—2021年黑河源区整体生态系统组织力健康水平均以健康、中等健康和不健康为主(图8),组织力健康水平

表4 黑河源区不同功能区景观生态脆弱性指数

Tab. 4 Landscape ecological vulnerability index in different subregions in the Heihe River source area

	黑河源区	恢复重建区	生态保育区	合理利用区	管理服务区
2014年	0.16	0.17	0.15	0.19	0.20
2021年	0.19	0.24	0.18	0.25	0.29

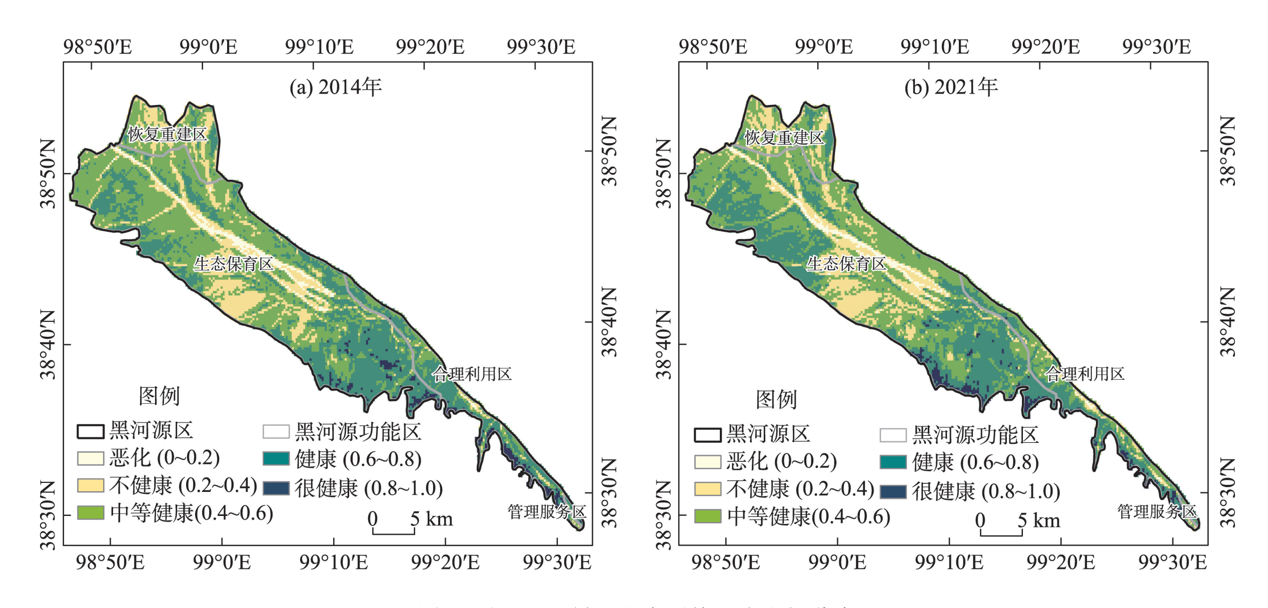


图6 黑河源区景观生态系统活力空间分布

Fig. 6 Spatial distribution of vigor of landscape ecosystems in the Heihe River source area

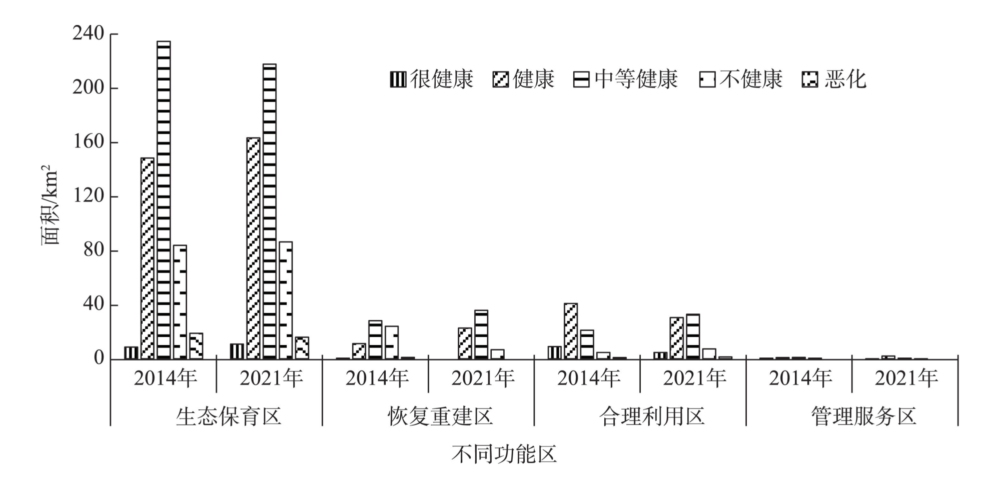


图7　黑河源区不同功能区景观生态系统活力面积对比

Fig. 7　Area comparison of vigor of landscape ecosystems in different functional zones of the Heihe River source area

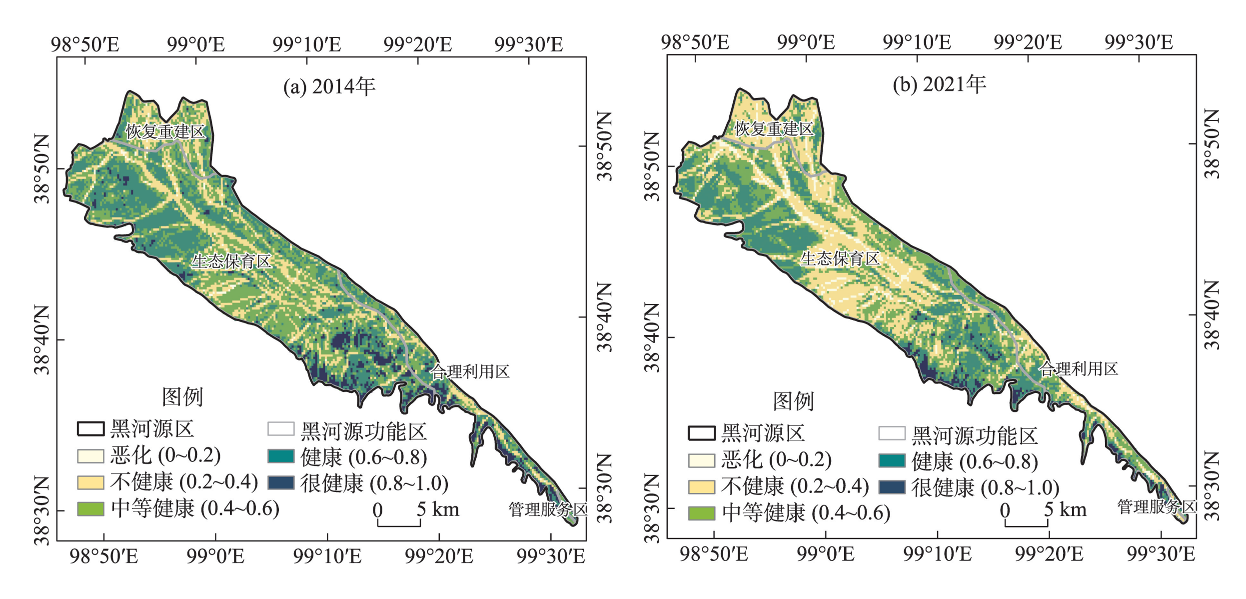


图8　黑河源区景观生态系统组织力空间分布

Fig. 8　Spatial distribution and area comparison of organizational of landscape ecosystems in the Heihe River source area

整体向中等和不健康水平转化。2014年不健康和恶化水平面积占黑河源区总面积的23.1%和1.9%，2021年不健康和恶化水平面积占黑河源区总面积的34.8%和6.6%(图9)。2014—2021年生态保育区很健康水平均分布在东南边缘,占生态保育区总面积的比例减小了3.7%,其余地区从健康水平向中等健康水平转化或中等健康水平向不健康水平转化。恢复重建区呈较为明显的健康水平和中等健康水平减少趋势,分别减少4.81 km²和13.19 km²。合理利用区和管理服务区均呈中等健康水平为主的分布格局。

3.3.3　黑河源区景观生态系统恢复力　2014—2021年黑河源区整体生态系统恢复力健康水平均以健康、中等健康和不健康为主。2014—2021年生态保育区健康及以上水平区域面积在生态保育区总面积中增加了9.79%,主要为西北部从以中等健康水平为主提升至以健康水平和中等健康水平为主,黑河中段及两侧保持健康及以上水平,而生态保育区其余区域呈以中等健康水平和不健康水平为主的分布格局(图10)。恢复重建区呈中等健康水平和不健康水平为主的分布格局,但恶化水平面积在恢复重建区总面积中增加了1.47%。管理服务区和合理利用区均以健康水平和中等健康水平为主(图11)。

3.4　黑河源区景观生态系统健康评价

2014—2021年黑河源区生态系统健康指数平均值分别为0.11和0.10,整体均处于健康水平。黑

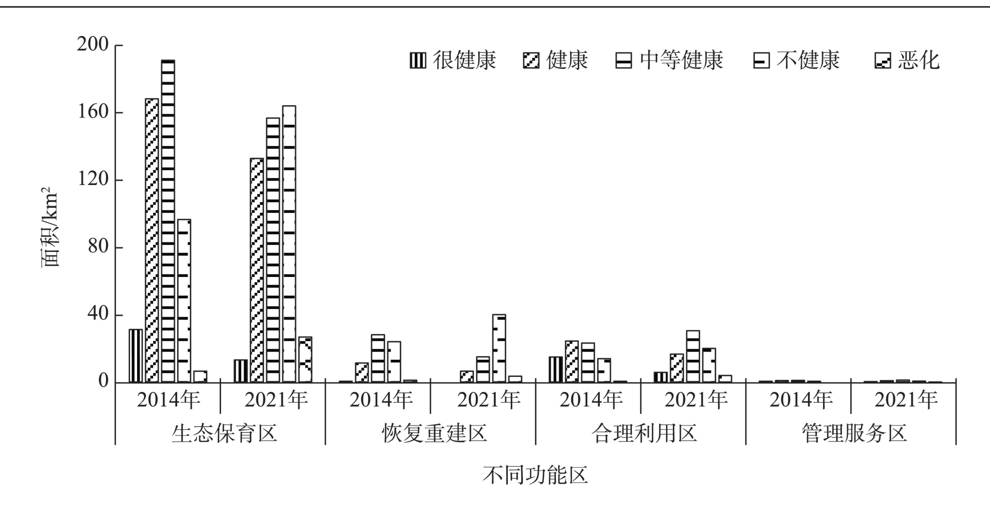


图9 黑河源区不同功能区景观生态系统组织力面积对比

Fig. 9 Area comparison of organizational of landscape ecosystems in different functional zones of the Heihe River source area

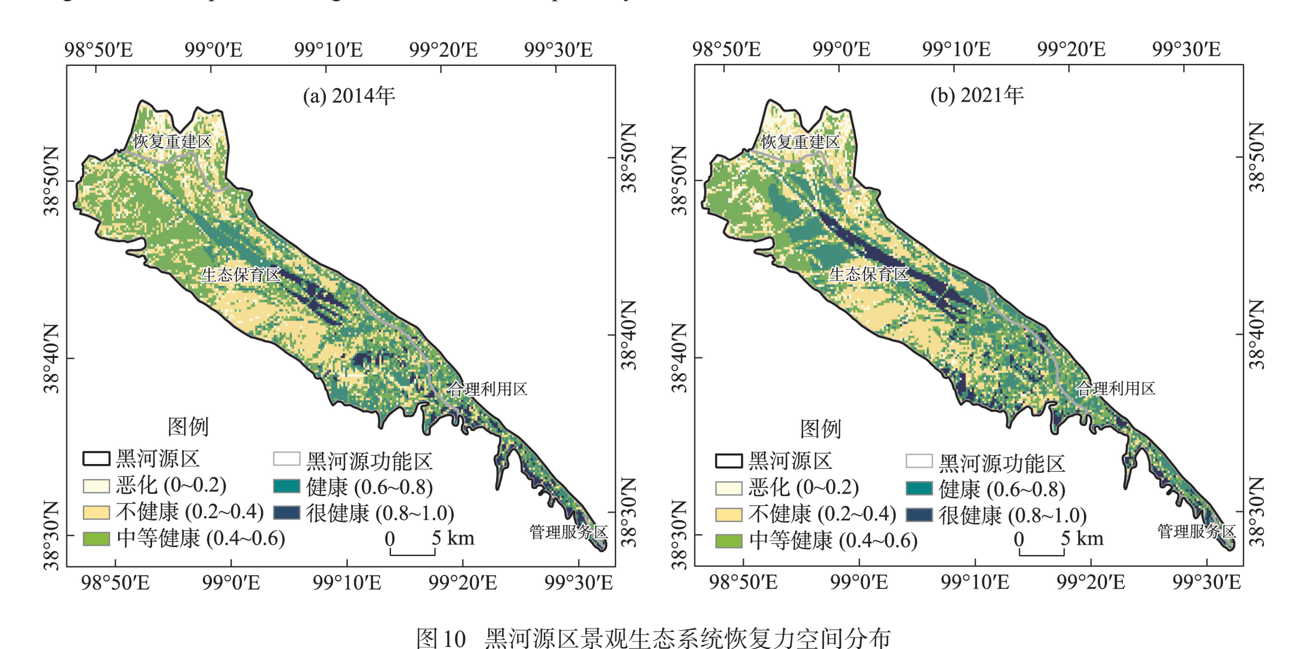


图10 黑河源区景观生态系统恢复力空间分布

Fig. 10 Spatial distribution of resilience of landscape ecosystems in the Heihe River source area

河源区2014—2021年不同健康水平区域在空间分布上具有一定相似性,很健康区域均主要分布在黑河源区西北部及中部零星区域,健康、中等健康区域在黑河源区内分布均较为广泛;不健康区域主要分布在黑河源区中部区域及北部部分区域,恶化区域较小(图12)。2014—2021年黑河源区健康及以上水平总面积分别占黑河源区面积的53.93%和38.47%,至2021年很健康、中等健康和不健康区域面积均有不同程度增加(图13)。

从生态功能分区来看,黑河源区4个功能区的生态健康空间分布各有不同。其中,2014—2021年管理服务区生态健康水平均以健康和中等健康为主;合理利用区从以健康水平为主转变为以中等健康水平为主;生态保育区以黑河为界,呈现黑河北部及西北部以很健康和健康水平区域为主,其余区域以健康水平、中等健康水平为主的分布格局。生态保育区中黑河北侧中等健康水平转为不健康水平;恢复重建区生态健康水平呈现中等健康和不健康为主的分布格局。

从土地利用方面,2014—2021年黑河源区很健康区域主要存在于未利用地等土地利用类型中,不健康或恶化区域则较多处于建设用地或低覆盖度草地类型,水域大多处于健康或中等健康水平,中覆盖度草地在空间上存在一定的土地类型转化,至2021年部分中覆盖度草地由健康水平转化为中等健康水平。

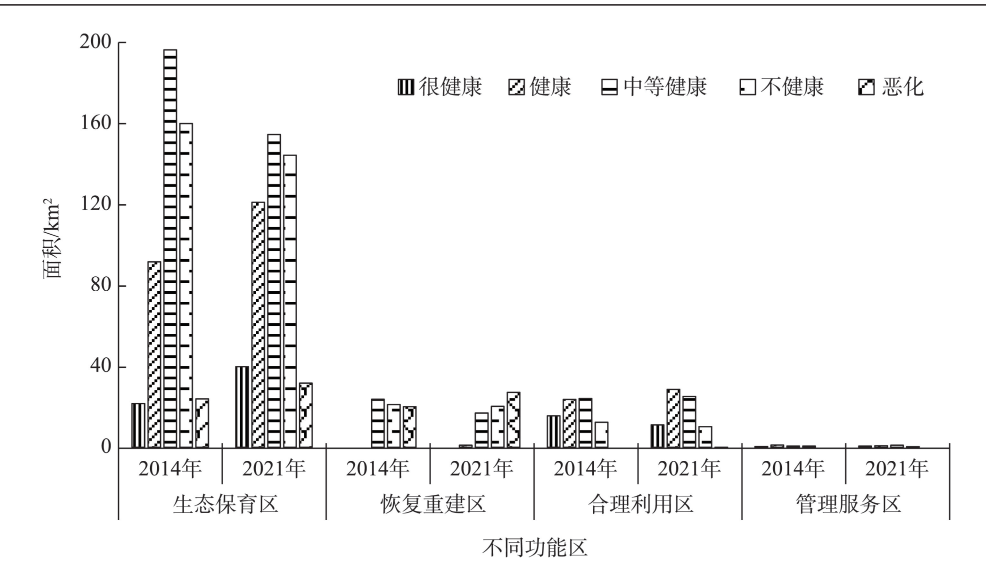


图11　黑河源区不同功能区景观生态系统恢复力面积对比

Fig. 11　Area comparison of resilience of landscape ecosystems in different functional zones of the Heihe River source area

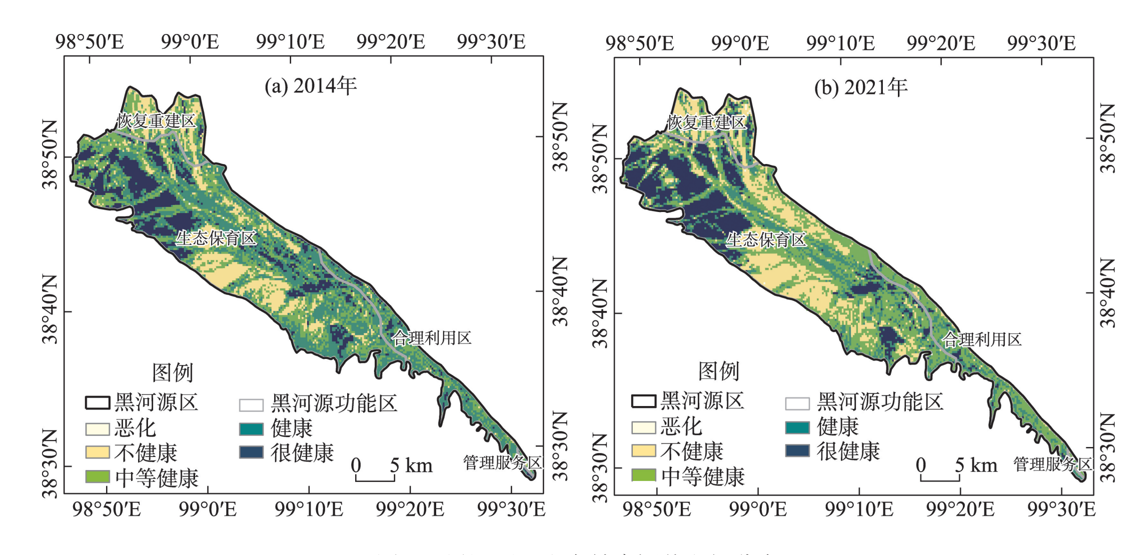


图12　黑河源区生态健康评价空间分布

Fig. 12　Spatial distribution of ecological health assessment in the Heihe River source area

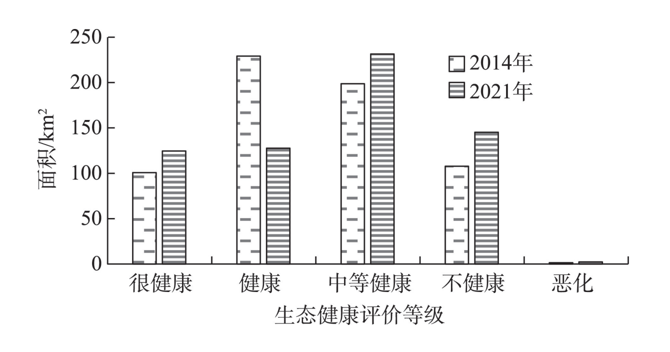


图13　黑河源区生态健康评价面积对比

Fig. 13　Area comparison of ecological health assessment in the Heihe River source area

总体来说,2014—2021年生态系统健康水平总体均为健康,整体生态环境健康水平较高,健康水平呈现较强的空间异质性。

4　讨　论

黑河源国家湿地公园位于祁连山中段南坡,草地是黑河源区最主要的土地利用类型,建设用地所占比例最小,水域、草地均呈现减小趋势,未利用地和建设用地呈现增长趋势,与付建新等[26]研究结果一致。湿地生态系统对气候变化较为敏感,而高寒河源湿地作为最脆弱的生态系统之一,气温是高寒湿地生态状况的主导气候因子[27],祁连山地区近几十年气温呈增加趋势[28],使得景观破碎化及异质性程度增大,景观整体连通度变小,景观类型多样性

低,景观稳定性呈下降趋势[29-30],使不同时期祁连山生态脆弱性出现小范围波动变化,但整体上仍以低脆弱区为主[31],与本研究结果基本一致。

虽然,近年来祁连山地区降水量呈增加态势,但降水量的增加不能补偿气温升高对湿地生态系统产生的不良影响[27],而高寒湿地一旦遭到破坏,在短期内难以恢复。2009年张应丰[32]研究认为,祁连山地区湿地生态质量一般,但自2012年国家发改委正式批复《祁连山生态保护与综合治理规划(2012—2020)》期间,以及2017年祁连山青海片区被列入国家首批山水林田湖生态保护修复试点后,黑河源国家湿地公园开展了一系列生态环境保护与建设工程[33],使黑河源区总体植被呈波动上升趋势[34],草地退化趋势得到有效遏制,草原生产能力明显提高,从而证明2009年之后黑河源区生态健康趋好,但仍受到自然条件因素等方面影响而产生变化。

在生态环境质量方面,生态健康与生态环境质量呈正相关关系,生态环境质量越高则表示越健康,生态环境质量越低则越不健康。杨露[22]研究认为,祁连山地区生态环境质量总体处于中等健康及以上,且变化相对稳定。在生态风险和生态敏感性方面,生态健康与生态风险/敏感性均存在负相关,生态风险/敏感性越高则表示越不健康,生态风险/敏感性越低则表示越健康,马恒利[35]研究认为,黑河流域上游地区以较低风险区及低风险区为主,生态安全状况总体稳定;徐亚男等[29]研究认为,祁连山东段整体生态敏感性处于低敏感性水平,存在向中度敏感性水平发展的趋势,以上研究均与本研究中2014—2021年黑河源区整体均处于健康水平的结果一致。

本研究在GIS、RS等技术支持下,采用GIS网格等方法,基于土地利用类型数据,结合景观格局指数和生态系统服务价值,构建生态健康指数模型,综合评估黑河源区生态健康时空演变特征。评价指标能够完全实现空间信息的可视化表达,结果更为客观与真实。但本研究仅基于遥感影像数据选取了较为典型的评价指标,从自然指标和人类福祉2个层面综合评价了黑河源区高寒河源湿地生态健康状况,而未选取物种组成、生态系统结构、生物生产力等方面的相关指标,今后将从这些方面开展进一步的探索及研究,完善黑河源区生态健康评价指标,也将对影响黑河源区高寒河源湿地生态健康的气候驱动机制进行分析,使黑河源区生态健康评价更全面、更科学。

5 结 论

本研究基于VOR模型构建了黑河源国家湿地公园景观生态健康评价指标体系,分析2014—2021年黑河源国家湿地公园景观生态健康状态。得到如下结论:

(1) 2014—2021年草地是黑河源区主要的土地利用类型,草地和水域面积呈减少趋势,未利用土地和建设用地面积呈增加趋势,灌木林面积占比较小且变化幅度较小。

(2) 2014—2021年黑河源区景观生态脆弱性指数呈上升趋势,由0.14增长到0.18,但整体景观生态脆弱性均处于低脆弱区,景观生态脆弱性较低,受破坏的程度较低;整体景观生态健康评价指数呈略下降的趋势,由0.11下降至0.10,但整体均处于健康水平,整体生态健康状态较好。总体来说,黑河源区生态健康在空间分布上呈现"整体稳定,局部略降低"的特点,景观生态处于较为稳定的状态。

(3) 2014—2021年黑河源区不同生态健康水平区域在空间分布具有一定相似性。很健康水平均主要分布在黑河源区西北部及中部零星地区,健康、中等健康水平分布较为广泛,不健康水平均主要分布在黑河源区中部及北部,恶化水平区域均较小。

本研究丰富了在黑河源国家湿地公园生态健康方面的研究,同时研究成果在该区域生态环境保护及修复等方面具有重要意义。今后,黑河源国家湿地公园的保护应该是以生态功能为主,兼顾牧业生产,才能保证黑河源区高寒河源湿地生态系统朝着"生态和谐"的健康方向发展。

参考文献(References):

[1] 乔斌, 王乃昂, 王义鹏, 等. 山地-绿洲"共轭型"生态牧场理念源起、概念框架与发展模式——以祁连山牧区为例[J]. 生态学报, 2023, 43(21): 1-16. [Qiao Bin, Wang Nai'ang, Wang Yipeng, et al. Concept origin conceptual framework and development mode of Mountain-Oasis "Conjugate" Ecological Pasture: Empirical demonstration in Qilian Mountains[J]. Acta Ecologica Sinica, 2023, 43(21): 1-16.]

[2] 邢宇. 青藏高原32年湿地对气候变化的空间响应[J]. 国土资源遥感, 2015, 27(3): 99-107. [Xing Yu. Spatial responses of wetland change to climate in 32 years in Qinghai-Tibet Plateau[J]. Remote Sensing for Land and Resources, 2015, 27(3): 99-107.]

[3] Gina Holguin, Patricia Gonzalez-Zamorano, Luz E De-Bashan, et al. Mangrove health in an arid environment encroached by urban development: A case study[J]. Science of the Total Environment, 2006, 363(1-3): 260-274.

[4] 燕守广, 李辉, 李海东, 等. 基于土地利用与景观格局的生态保护红线生态系统健康评价方法——以南京市为例[J]. 自然资源学报, 2020, 35(5): 1109-1118. [Yan Shouguang, Li Hui, Li Haidong, et al. Ecosystem health assessment method of eco-redline based on land use and landscape pattern in Nanjing[J]. Journal of Natural Resources, 2020, 35(5): 1109-1118.]

[5] 张月琪, 张志, 江鎞倩, 等. 城市红树林生态系统健康评价与管理对策——以粤港澳大湾区为例[J]. 中国环境科学, 2022, 42(5): 2352-2369. [Zhang Yueqi, Zhang Zhi, Jiang Biqian, et al. Ecosystem health assessment and management strategies of urban mangrove: A case study of Guangdong-Hong Kong-Macao Greater Bay Area[J]. China Environmental Science, 2022, 42(5): 2352-2369.]

[6] Rapport David J. What constitutes ecosystem health[J]. Perspectives in Biology and Medicine, 1989, 33: 120-132.

[7] 刘焱序, 彭建, 汪安, 等. 生态系统健康研究进展[J]. 生态学报, 2015, 35(18): 5920-5930. [Liu Yanxu, Peng Jian, Wang An, et al. New research progress and trends in ecosystem health[J]. Acta Ecologica Sinica, 2015, 35(18): 5920-5930.]

[8] 周静, 万荣荣. 湿地生态系统健康评价方法研究进展[J]. 生态科学, 2018, 37(6): 209-216. [Zhou Jing, Wan Rongrong. Advances in methods of wetland ecosystem health evaluation[J]. Ecological Science, 2018, 37(6): 209-216.]

[9] Whitall David, Bricker Suzanne, Ferreira Joao. Assessment of eutrophication in estuaries: Pressure-state-response and nitrogen source apportionment[J]. Environ Manage, 2007, 40(4): 678-690.

[10] 李雪宁, 徐先英, 郑桂恒, 等. 石羊河下游人工梭梭林健康评价体系构建及应用研究[J]. 干旱区研究, 2022, 39(3): 872-882. [Li Xuening, Xu Xianying, Zheng Guiheng, et al. A health evaluation of a *Haloxylon ammodendron* plantation in the Shiyang river lower reaches[J]. Arid Zone Research, 2022, 39(3): 872-882.]

[11] Robert Costanza, Ralph d'Arge, Rudolf de Groot, et al. The value of the world's ecosystem services and natural capital[J]. Nature, 1997, 387(15): 253-260.

[12] Datzberger Simone. Why education is not helping the poor. Findings from Uganda[J]. World Development, 2018, 110: 124-139.

[13] Rapport David J, Singh Ashbindu. An eco-health based framework for status of environment reporting[J]. Ecological Indicators, 2006, 6(2): 409-428.

[14] 张藜. 基于景观生态理论的三江源湿地生态健康评价[D]. 西安: 陕西科技大学, 2016. [Zhang Li. The Ecological Health Based on the Theory of Landscape Ecology of the Three Rivers Wetlands[D]. Xi'an: Shanxi University of Science and Technology, 2016.]

[15] 朱捷缘, 卢慧婷, 王慧芳, 等. 汶川地震重灾区恢复期生态系统健康评价[J]. 生态学报, 2018, 38(24): 9001-9011. [Zhu Jieyuan, Lu Huiting, Wang Huifang, et al. Ecosystem health assessment of the Wenchuan earthquake hard-hit disaster areas during the recovery period[J]. Acta Ecologica Sinica, 2018, 38(24): 9001-9011.]

[16] Yan Yan, Zhao Chunli, Wang Chenxing , et al. Ecosystem health assessment of the Liao River Basin upstream region based on ecosystem services[J]. Acta Ecologica Sinica, 2016, 36(4): 294-300.

[17] 周启刚, 彭春花, 刘栩位, 等. 基于VOR模型的三峡库区消落带2010—2020年生态系统健康评价[J]. 水土保持研究, 2022, 29(5): 310-318. [Zhou Qigang, Peng Chunhua, Liu Xuwei, et al. Ecosystem health assessment of water level fluctuating zone in Three Gorges Reservoir Area based on VOR model[J]. Research of Soil and Water Conservation, 2022, 29(5): 310-318.]

[18] Bao Zhongcong, Eshetu Shifaw, Deng Chengbo, et al. Remote sensing-based assessment of ecosystem health by optimizing vigor-organization-resilience model: A case study in Fuzhou City, China [J]. Ecological Informatics, 2022, 72: 101889.

[19] 乔斌, 曹晓云, 孙玮婕, 等. 基于生态系统服务价值和景观生态风险的生态分区识别与优化策略——以祁连山国家公园青海片区为例[J]. 生态学报, 2023, 43(3): 986-1004. [Qiao Bin, Cao Xiaoyun, Sun Weijie, et al. Ecological identification and optimization strategies based on ecosystem service value and landscape ecological risk: Taking Qinghai area of Qilian Mountain National Park as an example[J]. Acta Ecologica Sinica, 2023, 43(3): 986-1004.]

[20] 刘梦, 周爱国, 补建伟, 等. 黑河源多金属矿区地质环境承载力评价[J]. 中国矿业, 2018, 27(9): 114-120. [Liu Meng, Zhou Aiguo, Bu Jianwei, et al. Geo-environmental carrying capacity assessment of polymetallic mining area in the headwater regions of Heihe river[J]. China Mining Magazine, 2018, 27(9): 114-120.]

[21] Breiman Leo. Random forest[J]. Machine Learning, 2001, 45(1): 5-32.

[22] 杨露. 祁连山地区生态环境质量时空变化及其驱动机制分析[D]. 兰州: 兰州大学, 2021. [Yang Lu. Study on the Spatio-Temporal Change of Eco-Environmental Quality and Its Driving Mechanism in Qilian Mountains[D]. Lanzhou: Lanzhou University, 2021.]

[23] 张行, 陈海, 史琴琴, 等. 陕西省景观生态脆弱性时空演变及其影响因素[J]. 干旱区研究, 2020, 37(2): 496-505. [Zhang Hang, Chen Hai, Shi Qinqin, et al. Spatiotemporal evolution and driving factors of landscape ecological vulnerability in Shaanxi Province [J]. Arid Zone Research, 2020, 37(2): 496-505.]

[24] 张晓瑶, 虞虎, 张潇, 等. 基于多源数据的三江源国家公园土地生态安全综合评价[J]. 生态学报, 2022, 42(14): 5665-5676. [Zhang Xiaoyao, Yu Hu, Zhang Xiao, et al. Comprehensive evaluation of land ecological security in the Sanjiangyuan National Park

based on multi-source data[J]. Acta Ecologica Sinica, 2022, 42(14): 5665–5676.]

[25] 李鹏, 俞国燕. 多指标综合评价方法研究综述[J]. 机电产品开发与创新, 2009, 22(4): 24–28. [Li Peng, Yu Guoyan. Survey on the multi-index comprehensive evaluation method[J]. Development & Innovation of Machinery & Electrical Products, 2009, 22(4): 24–28.]

[26] 付建新, 曹广超, 郭文炯. 1980—2018年祁连山南坡土地利用变化及其驱动力[J]. 应用生态学报, 2020, 31(8): 2699–2709. [Fu Jianxin, Cao Guangchao, Guo Wenjiong. Land use change and its driving force on the southern slope of Qilian Mountains from 1980 to 2018[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2020, 31(8): 2699–2709.]

[27] 宋长春. 湿地生态系统对气候变化的响应[J]. 湿地科学, 2003, 1(2): 122–127. [Song Changchun. Influence of global climate change on wetlands[J]. Wetland Science, 2003, 1(2): 122–127.]

[28] 叶伟林, 黄钰涵, 周自强, 等. 祁连山地区近60年气温时空变化特征[J]. 科学技术与工程, 2022, 22(4): 1344–1353. [Ye Weilin, Huang Yuhan, Zhou Ziqiang, et al. Temporaland spatial variations of air temperature in the Qilian Mountains during the past 60 years[J]. Science Technology and Engineering, 2022, 22(4): 1344–1353.]

[29] 徐亚男, 刘学录, 李晓丹, 等. 祁连山东段生态敏感性对景观动态变化的响应[J]. 生态科学, 2019, 38(5): 160–167. [Xu Yanan, Liu Xuelu, Li Xiaodan, et al. Response of ecological sensitivity to landscape dynamic change in the eastern section of Qilian Mountain[J]. Ecological Science, 2019, 38(5): 160–167.]

[30] 刘宽梅. 祁连山自然保护区景观格局变化及其稳定性研究[D]. 兰州: 兰州大学, 2021. [Liu Kuanmei. Study on the Change and Stability of Landscape Pattern in Qilian Mountain Nature Reserve[D]. Lanzhou: Lanzhou University, 2021.]

[31] 刘佳茹. 2005—2018年祁连山生态脆弱性遥感评价研究[D]. 兰州: 西北师范大学, 2021. [Liu Jiaru. Remote Sensing Evaluation of Ecological Vulnerability in Qilian Mountains from 2005 to 2018[D]. Lanzhou: Northwest Normal University, 2021.]

[32] 张应丰. 祁连山地湿地生态质量评价[J]. 林业调查规划, 2015, 40(4): 69–72. [Zhang Yingfeng. Evaluation on wetland eco-environmental quality of Qilian Mountains in Qinghai Province[J]. Forest Inventory and Planning, 2015, 40(4): 69–72.]

[33] 卢成保, 侯留飞. 青海省祁连县草地退化原因分析及治理对策[J]. 今日畜牧兽医, 2018, 34(2): 62. [Lu Chengbao, Hou Liufei. Causes of grassland degradation and countermeasures in Qilian County, Qinghai Province[J]. Today Animal Husbandry and Veterinary Medicine, 2018, 34(2): 62.]

[34] 杨荣荣, 曹广超, 曹生奎, 等. 2000—2018年黑河源区草地NPP时空变化及影响因素分析[J]. 草原与草坪, 2020, 40(2): 79–86. [Yang Rongrong, Cao Guangchao, Cao Shengkui, et al. Temporal and spatial variation of grassland NPP and its influencing factors in Heihe source area from 2000 to 2018[J]. Grassland and Turf, 2020, 40(2): 79–86.]

[35] 马恒利. 近40年黑河流域景观生态风险演变及其与地形梯度的关系[D]. 兰州: 兰州交通大学, 2021. [Ma Hengli. Evolution of Landscape Ecological Risk and Its Relationship with Terrain Gradient in Heihe River Basin in Recent 40 Years[D]. Lanzhou: Lanzhou Jiaotong University, 2021.]

Ecological health assessment of the alpine wetland landscape in the Heihe River source area based on vigor, organization, and resilience

SUN Weijie[1,2], QIAO Bin[1,2,3], YU Hongyan[4,5], ZHAO Tong[1,2], CHEN Qi[1,2]

(1. Key Laboratory of Disaster Prevention and Mitigation of Qinghai Province, Xining 810001, Qinghai, China; 2. Institute of Meteorological Science of Qinghai Province, Xining 810001, Qinghai, China; 3. College of Earth and Environmental Sciences, Center for Glacier and Desert Research, Lanzhou University, Lanzhou 730000, Gansu, China; 4. Qinghai Qilian Mountain Nature Reserve Administration, Xining 810008, Qinghai, China; 5. Service Guarantee Center of Qilian Mountain National Park in Qinghai, Xining 810008, Qinghai, China)

Abstract: The Heihe River source area National Wetland Park, representing a typical alpine wetland, is key for measuring the current and future development of such ecosystems. This study uses land use data to introduce the landscape ecology vulnerability index and establish a comprehensive assessment system of the alpine wetland ecological health based on four aspects: ecosystem vitality, organization, resilience, and ecosystem service value. It quantitatively assesses the spatiotemporal change characteristics of ecological health in the Heihe River source area from 2014 to 2021. The findings reveal that (1) grassland in the Heihe River source area is the main land use type, with high, medium, and low coverage grasslands distributed in a mosaic pattern. The second type is unused land, mainly distributed on both banks of the river and in the northwest; (2) the Heihe River source area consists of both low- and low-vulnerability areas, resulting in an overall low landscape ecology vulnerability; and (3) the Heihe River source area is predominantly rated as healthy and moderately healthy, indicating a relatively high overall ecological environment health level. Throughout 2014 to 2021, the ecosystem of the Heihe River source area was relatively healthy. In the future, the Heihe River source area should prioritize ecological functions, balancing animal husbandry production and ensure the ecosystem’s healthy progression toward achieving “ecological harmony.”

Keywords: alpine wetland; landscape index; ecological health; land use; VOR model; the Heihe River source area